

《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和 磷形态指纹法》

编制说明

标准编制组

2026 年 9 月

目录

一、项目背景	1
二、项目立项目的与意义	3
三、工作过程	7
四、国内外相关研究	8
五、文件内容结构	11
六、主要条文说明	11
七、样品采集和预处理方法说明	13
八、磷来源样品采集方法说明	14
九、方法准确性验证	15
十、应用案例	21
附表	25
参考文献	25

一、项目背景

磷是控制水体富营养化的关键限制性营养元素^[1]。过量的磷输入会导致藻类爆发性增殖^[2]，引发水体富营养化，威胁饮用水安全和水生态系统健康。在我国，随着城镇化进程加速和农业集约化程度提高，大量含磷污染物通过农业面源、生活污水、工业排放及雨水径流等途径进入城市水体，导致水质恶化问题日益突出。与此同时，底泥沉积物作为磷的长期储存库，其内源释放可在短期内造成上覆水体磷浓度急剧升高，进一步加剧了污染治理的复杂性^{[3][4]}。

水体中磷主要以颗粒态形式赋存于悬浮颗粒物中，并通过吸附—解吸、沉降—再悬浮等过程在水柱与底泥之间循环迁移。悬浮颗粒物作为磷迁移转化的核心载体，其来源结构直接决定了水体磷污染的输入途径和时空分布特征。因此，精准识别悬浮颗粒物的来源构成，是厘清污染主控因子、制定差异化治理策略的前提和基础^[5]。然而，传统的环境监测多聚焦于溶解态总磷浓度的测定，对颗粒态磷的来源解析重视不足，难以为精准治污提供有效的技术支撑^[6]。

目前，水体磷污染溯源主要依赖水文模型、同位素示踪和受体模型等方法^[7]。水文模型通过模拟流域水文过程来估算不同污染源的贡献量，但需要大量的气象、水文和土地利用参数，数据获取难度大且校准过程复杂。同位素示踪法利用磷酸盐氧同位素的源间差异来识别污染来源，然而该方法成本昂贵，示踪剂的选择有限，且难以实现定量解析。传统受体模型（如正交矩阵因子分解法（PMF）、化学质量平衡法（CMB）、UNMIX）通过比较受体与源的特征指纹来定量分配各源贡献率，但这些模型通常以总元素浓度或总磷含量为输入变量，对磷形态分馏机制不清、源谱相似度高的情况缺乏足

够的分辨能力^[8]。不同污染源由于成岩环境、人为活动强度和生物地球化学过程的差异，其颗粒态磷的形态组成具有显著的区别，这种源间的形态差异构成了"磷形态指纹"的物理化学基础。例如，农业土壤受长期施肥影响，通常以自生磷（Ca-P）和有机磷（POP）为主要赋存形态；道路沉积颗粒物受汽车尾气和路面材料影响，富含 POP 和铁结合态磷（Fe-P）；而底泥沉积物则因成岩作用和有机质矿化，以 Ca-P 和碎屑磷（De-P）占优势。改进的 SEDEX 法可连续提取交换态磷（Ex-P）、铝结合态磷（Al-P）、Fe-P、闭蓄态磷（Oc-P）、Ca-P、De-P 和 POP 等 7 种形态，较传统单一总磷指标大幅提升了污染源识别的分辨能力。然而，现有研究多基于总磷或少数几种形态开展溯源，未能充分利用磷形态的多维指纹信息；加之磷形态分析技术流程复杂、质量控制要求严格，源谱数据库的建设也相对滞后，导致磷形态指纹法在定量溯源领域的应用仍处于探索阶段^[9]。

更为关键的是，现有溯源方法大多假设所有端元均为污染"源"，即贡献率为正值。然而，城市水体中的底泥沉积物具有双重环境角色——既可能作为"源"向上覆水体释放磷，也可能作为"汇"从水柱中吸附沉降磷，其源—汇角色会随季节变化、水动力条件和氧化还原环境发生动态转化^[10]。传统受体模型忽视这种动态转化过程，将底泥简单归类为污染源，容易在源解析结果中引入系统性偏差，导致内源污染负荷被高估或低估，进而影响治理方案的针对性和有效性。因此，发展能够科学识别底泥环境角色并准确量化各源贡献率的溯源方法，是当前磷污染精准管控面临的核心技术瓶颈^[11]。

近年来，基于蒙特卡洛随机模拟的不确定性量化方法在环境溯源领域展现出独特优势^[12]。该方法通过大样本随机生成和全局智能优化，能够有效评估模型参数的不确定性空间，提高源解析结果的

稳健性和可靠性。本标准创新性地将蒙特卡洛随机方法与磷形态指纹法相结合，引入"源—汇"两步法识别机制：第一步通过底泥贡献率的符号和阈值判定其环境角色，第二步在确定的源—汇框架下进行贡献率优化求解，从而实现了对底泥内源磷释放过程的科学刻画。通过系统整合磷形态分析、蒙特卡洛随机模拟、全局智能优化和源—汇角色判定等技术手段，本标准构建了从样品采集、形态分析到源解析计算的全链条技术体系，填补了国内水体悬浮颗粒物磷来源解析领域的技术标准空白^{[13][14]}。

二、项目立项目的与意义

2.1 标准制订的必要性分析

从国家战略层面看，磷污染控制已被纳入生态文明建设和美丽中国行动的核心议程。《广东省国民经济和社会发展第十五个五年规划纲要》明确提出"开展总磷浓度超标断面整治和水生态综合治理"，《重点流域水生态环境保护规划》进一步要求"开展污染源解析，实施精准治污"。2025 年，广东省发布第 1 号总河长令——《广东省全面推进幸福河湖建设实施方案（2025—2030 年）》，将农业面源污染源头减量、畜禽粪污资源化利用和水产养殖尾水综合治理纳入重点任务，明确提出"加强农业面源污染源头减量，实施科学施肥控量增效行动"和"加强畜禽粪污资源化利用和无害化处理"，为磷污染精准管控提供了政策抓手^[15]。2023 年，生态环境部印发《长江中下游流域水生态考核评分细则（试行）》，将总磷列为重点考核指标之一，标志着磷污染管控正从传统的浓度达标考核向来源追溯和负荷削减的深层次治理模式转变。在这一背景下，建立科学、规范、可操作的磷来源解析技术标准，是实现流域水环境精细化管理的重要技术基础。

从区域治理需求看，粤港澳大湾区及珠江三角洲地区作为我国经济最活跃、城市化程度最高的区域之一，面临着严峻的水环境压力。该区域河网密布、水系复杂，城市内河与河口区水体交换能力弱，磷污染容易累积并形成顽固的内源负荷。《关于全面推进美丽广东建设的实施意见》提出"建设水美江秀的美丽河湖"，要求"统筹水资源、水环境、水生态治理"，"深入推进全流域系统治理、多污染源综合治理"，为区域水环境协同治理指明了方向。《广州市城市环境总体规划（2022-2030年）》明确到2025年重点区域一级支流全面消除劣V类，推动广佛跨界水体断面全面达标；到2030年，珠江广州河段水质稳定达到III类，跨市河流交接断面水质达标率达100%。2025年2月，《广州市人民政府关于禁止销售和使用磷含量超过规定标准的洗涤用品的通告》正式实施，该通告明确指出广州市生活源总磷排放约占全市总排放量的六成，为总磷源头削减提供了制度保障^[16]。然而，当前环境管理部门在开展磷污染溯源工作时，普遍缺乏统一的技术规范和标准化的操作流程，导致不同地区、不同研究机构的溯源结果可比性差，难以为区域联防联控和差异化管控提供可靠的数据支撑。

从技术发展角度看，现有磷污染溯源方法存在三方面突出的技术局限。其一，水文模型和同位素示踪法虽在流域尺度上具有一定的源识别能力，但前者对基础数据依赖性强，后者成本高昂且难以定量，均不适合在城市水体尺度上开展高频次、大范围的溯源工作。其二，传统受体模型以总磷或少数几种形态为输入，未能充分利用磷形态的多维指纹信息，在源谱相似度较高的城市环境中分辨率不足。其三，更为根本的是，现有方法普遍忽视底泥沉积物的源—汇动态转化过程，将底泥简单视为污染源，难以准确评估内源释放的

真实负荷。这些技术瓶颈已成为制约磷污染精准管控效能提升的关键短板。

本标准的制定旨在系统解决上述技术瓶颈，为水体悬浮颗粒物磷来源解析提供一套科学、规范、可复现的技术方案。在技术层面，本标准首次系统整合了磷形态指纹分析、蒙特卡洛随机模拟和全局智能优化等关键技术，通过 7 种磷形态的完整指纹信息大幅提升了源识别的分辨能力；在方法层面，创新性提出"源—汇两步法"，通过底泥贡献率的符号判定机制科学识别底泥的环境角色，有效克服了传统模型对内源释放过程刻画不足的缺陷；在流程层面，本标准对样品采集、前处理、形态分析、溯源计算、质量控制和结果评价等全流程进行了规范化设计，确保溯源结果具有较好的重复性和可比性。

在标准化意义方面，目前国内外尚无专门针对水体悬浮颗粒物磷来源解析的技术标准。ISO 及发达国家标准体系中的相关规范主要聚焦于水质常规监测，未涉及基于磷形态指纹的定量溯源技术要求。国内现行标准仅规定了总磷的测定方法，但缺乏面向水体悬浮颗粒物的应用规范和技术评价准则^[17]。本标准的制定将首次建立覆盖样品采集、形态分析、溯源计算到结果评价的全流程技术规范，填补该领域的技术标准空白，对于推动磷溯源技术的规范化应用、提升不同研究结果之间的可比性具有重要意义。

从应用价值看，本标准的实施将为水环境管理提供从"污染识别"到"精准管控"的完整技术链条。在污染源监管方面，标准可定量解析农业面源、城市径流、底泥内源等不同途径对水体磷负荷的贡献比例，为差异化管控策略的制定提供科学依据；在治理效果评估方面，标准可用于追踪治理措施实施前后污染源结构的变化趋势，客

观评价治理成效；在环境科研方面，标准建立的技术流程和数据规范可为磷生物地球化学循环研究提供标准化方法，促进区域性和全国性数据的可比与整合。此外，本标准采用的技术框架具有良好的可迁移性，经适当调整后亦可应用于重金属、有机污染物等其他介质的来源解析。

从资源可持续角度看，磷是不可再生的战略性矿产资源^[18]，全球磷矿储量有限且分布不均，磷资源的可持续利用已成为国家资源战略的重要组成部分。通过精准溯源识别磷污染的关键输入途径，不仅有助于削减水体磷负荷、改善水环境质量，还可为磷资源的回收再利用提供目标导向。例如，针对农业面源磷流失的管控可同步促进农田磷素的高效利用，减少化肥施用量；针对城市污水厂出水的磷回收可实现磷资源的循环利用，缓解磷矿资源枯竭的压力。因此，本标准的制定不仅具有直接的环境效益，还兼具资源节约和可持续发展的长远价值，符合"减污降碳协同增效"和"资源循环利用"的国家战略导向。

2.2 现行环境监测分析方法标准的实施情况和存在问题

目前，国内外尚无专门针对水体悬浮颗粒物磷来源解析的技术标准。ISO 及发达国家标准体系中的相关规范主要聚焦于水质常规监测，未涉及基于磷形态指纹的定量溯源技术要求。国内现行标准仅规定了总磷或单一形态磷的测定方法，缺乏面向水体悬浮颗粒物多形态磷的同步分析规范和溯源技术评价准则。此外，现有溯源方法（水文模型、同位素示踪、传统受体模型）在底泥源-汇动态转化刻画和不确定性量化方面存在明显不足，制约了磷污染精准管控效能的提升。

三、工作过程

2024 年 4 月，收到《关于征集 2024 年度第一批广东省环境科学学会标准项目的通知》（粤环学[2024]3 号），征集生态环境领域产排、技术、管理和工作标准规范及其相关内容。

2024 年 5-9 月，标准牵头单位广东工业大学组织开展基于随机方法和磷形态指纹的水体悬浮颗粒磷溯源技术规范立项前期研究工作，收集整理了有关污染物溯源相关技术规范、参考文献、以及国内外相关领域的环保法规和标准等资料。

2024 年 10 月初，编制完成《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》标准立项申报材料，并向广东省环境科学学会报送立项。

2024 年 11 月 20 日，广东省环境科学学会在广州市组织召开团体标准《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》立项论证会。专家组听取了标准起草单位的汇报，审阅了相关资料，经认真讨论，给出了同意立项的结论。2024 年 12 月 10 日广东省环境科学学会印发了“广东省环境科学学会关于《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》等 3 项团体标准项目立项的通知”（粤环学函[2024]55 号），《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》正式立项。

2024 年 11 月~2026 年 8 月，组织召开多次讨论会，就水体悬浮颗粒采样方法、溯源技术模型选取、技术参数取值等关键问题进行咨询讨论，形成标准征求意见稿初稿和编制说明。

2026 年 9 月 1 日，广东省环境科学学会组织召开《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》（征求意见稿初稿）专家咨询会。

2026年9月，结合专家咨询意见和《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》（征求意见稿）新要求，修改完善形成《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》（征求意见稿）。

2026年XX月~2026年XX月，对《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》（征求意见稿）广泛征求生态环境局主管部门、技术单位及行业单位意见，共征求XX家单位意见，其中X家单位反馈意见XX条，其他单位无意见。具体修改情况见附表。

2026年XX月，经修改完善形成《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》（评审稿）。

2026年XX月XX日，广东省环境科学学会组织召开《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》专家审查会，本标准顺利通过审查。

四、国内外相关研究

4.1 水文模型法

水文模型（如SWAT、AnnAGNPS、SWMM等）通过模拟流域水文过程和污染物迁移转化规律，估算不同污染源的贡献量^[19]。该方法能够揭示磷从陆域到水体的传输路径，在流域尺度上具有一定的源识别能力。然而，模型构建需要大量水文、气象、土地利用等基础数据，参数校准过程复杂，且对下垫面信息的依赖性强。更为重要的是，现有水文模型主要用于总磷从“源”到“汇”的迁移模拟，对磷组分的运行参数缺乏支持，难以实现基于磷形态指纹的精细溯源^[20]。此外，这类方法对底泥内源释放的刻画能力有限^[21]，在城市水环境的复杂水文条件下适用性受到较大限制。

4.2 同位素示踪法

磷酸盐氧同位素 ($\delta^{18}\text{O-PO}_4$) 示踪技术是识别磷来源的有效手段^[22]。不同来源的磷酸盐具有特征性的氧同位素组成, 通过测定环境样品中 $\delta^{18}\text{O-PO}_4$ 值可以追溯磷的来源^[23]。然而, 与碳、氮、氧、硫等元素拥有两种或更多稳定同位素不同, 磷元素仅有 ^{31}P 一种稳定同位素, 无法利用传统的同位素分馏原理进行源解析^[24]。尽管一些学者通过分析磷酸盐及其不同组分中的氧同位素比值用于追踪沉积物中磷的来源^{[25][26]}, 但这种仅有"一维"稳定同位素特征与不同污染源的稳定同位素特征存在重叠, 解析精度较低。此外, 该方法对样品前处理要求高、分析成本昂贵, 且在复杂环境体系中同位素分馏机制尚不完全清楚, 限制了其广泛应用^[27]。

4.3 受体模型法

受体模型 (如 PMF、CMB、UNMIX 等) 基于化学质量平衡原理, 通过分析受体 (水体悬浮颗粒物) 和污染源的指纹特征, 定量解析各污染源的贡献率^{[28][29]}。近年来, 标志元素比值法 (Flag Element Ratio Approach, FER) 等创新方法在重金属溯源中取得了良好效果^{[30][31][32]}, 为磷形态指纹法的建立提供了重要借鉴。然而, 受体模型需要基于已知污染源的先验信息通过分解"汇"中的污染物特征矩阵来进行源解析, 对特征复杂及缺乏先验信息的污染源难以准确计算^[33]。更为关键的是, 不论是基于水文模型的从"源"到"汇"方法, 还是基于受体模型的从"汇"到"源"方法, 均需首先明确定义"源"和"汇", 难以对"源"和"汇"发生动态转换的环境过程进行识别和量化。

4.4 磷形态分析法

在磷形态分析方面, 改进的 SEDEX 法可连续提取 Ex-P、Al-P、Fe-P、Oc-P、Ca-P、De-P 和 POP 等 7 种形态^{[34][35][36]}, 较传统单一总

磷指标大幅提升了污染源识别的分辨能力。不同污染源由于成岩环境、人为活动强度和生物地球化学过程的差异，其颗粒态磷的形态组成具有显著区别^[37]。例如，农业土壤受长期施肥影响，通常 Ca-P 和 POP 为主要赋存形态；道路沉积颗粒物受汽车尾气和路面材料影响，富含 POP 和 Fe-P；而底泥沉积物则因成岩作用和有机质矿化，以 Ca-P 和碎屑磷占优势^{[38][39]}。这种源间的形态差异构成了"磷形态指纹"的物理化学基础，为污染源识别提供了新的技术途径。然而，现有研究多基于总磷或少数几种形态开展溯源，未能充分利用磷形态的多维指纹信息；加之磷形态分析技术流程复杂、质量控制要求严格，源谱数据库的建设相对滞后，导致磷形态指纹法在定量溯源领域的应用仍处于探索阶段^[40]。

4.5 现有技术空白

尽管上述方法在磷溯源研究中取得了一定进展，但仍存在以下突出的技术空白：（1）缺乏针对水体悬浮颗粒物的专用溯源方法标准，现有方法多面向土壤或沉积物介质，对悬浮颗粒物这一磷迁移核心载体的关注不足；（2）现有方法难以同时处理外源输入和底泥内源释放的动态转化，传统模型将底泥简单归类为污染源或污染汇，忽视了其在不同环境条件下的角色转换；（3）不确定性量化手段不足，源解析结果的可靠性难以评估，大样本随机模拟和全局优化技术在磷溯源领域的应用尚不成熟；（4）磷形态分析的标准化程度低，不同研究机构在提取方法、检测流程和质量控制方面存在差异，导致研究结果之间可比性差。本标准旨在系统填补上述技术空白，通过整合磷形态指纹分析、蒙特卡洛随机模拟、全局智能优化和源—汇角色判定等关键技术，建立一套覆盖样品采集、形态分析、溯源计算到结果评价的全流程、规范化、可操作的磷来源解析技术体系。

五、文件内容结构

本标准的制订遵循以下基本原则：（1）科学性原则——标准技术内容基于充分的文献调研和实验验证，核心技术参数均有实测数据支撑；（2）规范性原则——标准结构、格式和表述符合 GB/T 1.1-2020《标准化工作导则 第1部分：标准化文件的结构和起草规则》的要求；（3）实用性原则——标准规定的采样、分析和计算方法具有可操作性，适用于各级环境监测和科研机构；（4）先进性原则——首次整合蒙特卡洛随机模拟和磷形态指纹法，引入源-汇两步法识别机制，技术路线具有创新性；（5）可扩展性原则——技术框架经适当调整后可迁移至重金属、有机污染物等其他介质的来源解析。

- 1 范围
- 2 规范性引用文件
- 3 术语和定义
- 4 工作程序
- 5 悬浮颗粒磷来源样品采集方法
- 6 水体悬浮颗粒样品采集方法
- 7 磷形态的检测
- 8 水体悬浮颗粒磷溯源计算方法步骤
- 9 质量控制
- 10 结果报告

六、主要条文说明

6.1 范围

本文件规定了基于磷形态的城市流域水体悬浮颗粒磷溯源的工作程序、样品采集、样品检测、溯源操作、结果记录和质量控制要求。

本文件适用于城市流域河流、湖泊、河涌等水体中悬浮颗粒磷的来源解析与结果记录。

本文件中的磷形态主要包括交换态磷（Ex-P）、铝结合态磷（Al-P）、铁结合态磷（Fe-P）、闭蓄态磷（Oc-P）、自生磷（Ca-P）、碎屑磷（De-P）和有机磷（POP）。

本文件中的悬浮颗粒磷来源主要包括道路沉积颗粒物（RDS）、雨/污水管网沉积物（SSDNS）、城区表层土壤（UTS）、河岸带表层土（RTS）、农田表层土壤（FTS）、自然河流底泥（NR-BS）和城市内河底泥（UR-BS）。

其他水环境颗粒物、其他磷形态及其他磷来源可参照本文件执行。

6.2 规范性引用文件

下列文件中的内容通过文中的规范性引用而构成本文件必不可少的条款。其中，注日期的引用文件，仅该日期对应的版本适用于本文件；不注日期的引用文件，其最新版本（包括所有的修改单）适用于本文件。

6.3 术语和定义

本部分为执行本标准制定的专门的术语和对容易引起歧义的名词进行的定义。

6.4 工作程序

本条规定了水体悬浮颗粒中磷溯源的工作程序。

6.5 悬浮颗粒磷来源样品采集方法

本部分内容明确了悬浮颗粒来源样品的采集方法及样品数量等内容。

6.6 水体悬浮颗粒样品采集方法

本部分内容明确了水体悬浮颗粒样品的采样设备要求，采样点设置，采样条件，采样操作步骤等内容。

6.7 磷形态的检测

本部分内容明确了水体悬浮颗粒样品和悬浮颗粒来源样品的检测方法，以及如何记录检测结果等内容。

6.8 水体悬浮颗粒磷溯源计算方法步骤

本条明确了如何进行水体悬浮颗粒磷溯源的具体计算方法。

6.9 质量控制

本条明确了溯源计算过程中如何保证结果准确性的方法、参数等。

6.10 结果报告

本条明确了结果报告包含的内容及报告样本等。

七、样品采集和预处理方法说明

7.1 采样点位布设

采样点位应覆盖研究区域的主要水系，包括干流、主要支流、河网区、湖泊区和湿地区等。点位布设应综合考虑水系特征、污染源分布、水文条件和可达性等因素，一般不少于 10 个点位。对于流域尺度研究，应涵盖上游、中游、下游及河口区；对于城市内河研究，应涵盖主要河涌、湖泊和湿地核心区。

7.2 采样方法

采用孔径 0.45 μm 的混合纤维素酯滤膜或玻璃纤维滤膜现场过滤水样。单次采样量应不少于 5 L，悬浮物浓度较低时应不少于 10~20

L. 采样前应用待采水样润洗采样容器 3 次。采样时应记录采样时间、地点、天气状况、水体感官特征等信息。

7.3 同步监测

采样时应同步监测水温、pH、溶解氧（DO）、电导率、浊度等常规水质指标，以及总磷（TP）、溶解态总磷（DTP）、溶解态活性磷（DRP）等磷形态指标。同步监测数据有助于解释源解析结果的环境意义。

7.4 采样频次

常规监测建议每季度采样 1 次，覆盖丰水期、平水期和枯水期。对于污染突发事件或重点管控期，应适当增加采样频次。每个采样点位至少应完成 3 个完整水期的采样，以保证数据的代表性和可靠性。

八、磷来源样品采集方法说明

8.1 道路沉积颗粒物

使用塑料铲或不锈钢铲采集路面沉积物，采样面积不小于 0.25 m²（50 cm × 50 cm），采集全部可见沉积物。同一采样区域应采集 3~5 个子样混合为 1 个样品。样品量不少于 100 g，装入洁净的聚乙烯袋中密封保存。

8.2 雨/污水管网沉积物

打开雨水/污水检查井，使用不锈钢勺或塑料勺采集井底沉积物，去除大块杂物后装入洁净的聚乙烯袋中。样品量不少于 100 g。

8.3 城区表层土壤

使用不锈钢土钻或铲子采集表层土壤（0~5 cm），去除植物残体、

石块等杂物后装入洁净的聚乙烯袋中。每个采样点采集 3~5 个子样混合为 1 个样品，样品量不少于 200 g。

8.4 河岸带表层土

在河流两岸缓冲带采集表层土壤（0~5 cm），采样方法同城区表层土壤。采样点应距离河道边缘 5~20 m，避免直接受河水淹没影响。

8.5 农田表层土壤

在农田耕作层采集表层土壤（0~20 cm），采样方法同城区表层土壤。采样点应避开施肥后 7 天内的时间段，以减少肥料磷的干扰。

8.6 底泥沉积物

使用抓斗式采泥器采集表层底泥（0~5 cm），去除石块、贝壳等大型杂物后装入洁净的聚乙烯袋中密封，避光保存。样品量 100~500 g。带回实验室后于 40° C 以下烘干、研磨、过 100 目筛，备用。根据水体类型不同，分为自然河流底泥（NR-BS）和城市内河底泥。

九、方法准确性验证

9.1 验证目的与总体设计

为验证本标准规定的"随机方法+磷形态指纹法"技术路线的数学正确性和方法鲁棒性，标准编制组基于合成数据集开展了系统性的方法准确性验证。验证采用两阶段设计：

表 1 两阶段验证设计

阶段	名称	合成数据源数	模型输入源数	验证目的
Phase 1	基准测试	6	6	验证数学框架正确性（无未知源干扰）
Phase 2	压力测试	7（含未知源）	6（不含未知	模拟实际应用场景，测试未

9.2 合成数据集设计

9.2.1 源成分谱

合成数据集的源成分谱基于实测数据构建，包括以下组分：

(1) 5 个公共源：道路沉积颗粒物、雨/污水管网沉积物、城区表层土壤、河岸带表层土、农田表层土壤，采用各污染源实测样品的磷形态均值作为源成分谱；

(2) 1 个底泥源/汇：城市内河底泥或自然河流底泥（NR-BS），采用实测底泥样品的磷形态均值；

(3) 1 个未知源（仅压力测试）：采用方法 C 生成，即对已知源各磷形态含量取最小值后乘以 0.5~1.5 的随机系数，其与已知源的最大皮尔逊相关系数 $|r|=0.572$ ；

(4) 7 种磷形态：Ex-P、Al-P、Fe-P、Oc-P、Ca-P、De-P、POP。

7 种磷形态的源间相关性：基于实测数据计算 6 个源（5 个公共源+城市内河底泥）的磷形态指纹间皮尔逊相关系数，最大源间相关系数 $\max|r|=0.897$ （道路沉积颗粒物 vs 城区表层土壤），平均相关系数 $\text{mean}|r|=0.505$ 。与重金属溯源（19 种元素，源间区分度高）相比，7 种磷形态的源区分度有所降低，这是本方法设定 RMSRE 可接受阈值（0.60）高于重金属溯源阈值（0.30）的客观依据。

9.2.2 场景设计

验证共设计 6 个场景，由 2 种底泥角色（源/汇）与 3 组源贡献率（R）组合交叉构成：

表 2 验证场景设计（6 个场景=2 种底泥角色×3 组贡献率组合）

场景编号	底泥角色	R _{sed}	公共源 R 组合 (道路沉积颗粒物, 雨水管网沉积物, 城市内河底泥, 自然河流底泥, 农田表层土壤)
c1	源	+0.4	[0.3, 0.4, 0.3, 0.4, 0.3]
c2	源	+0.4	[0.5, 0.2, 0.4, 0.3, 0.2]
c3	源	+0.4	[0.2, 0.3, 0.5, 0.2, 0.4]
c4	汇	-0.3	[0.3, 0.4, 0.3, 0.4, 0.3]
c5	汇	-0.3	[0.5, 0.2, 0.4, 0.3, 0.2]
c6	汇	-0.3	[0.2, 0.3, 0.5, 0.2, 0.4]

9.2.3 合成公式

基准验证（无未知源）：

$$Y_{\text{true}} = X_6 \cdot R_{\text{true},6}$$

式中：Y_{true}——受体悬浮颗粒物中 7 种磷形态含量向量；X——6 个已知源的磷形态含量矩阵（7×6）；R_{true, 6}——真实贡献率向量（6×1）。

压力测试（含未知源）：

$$Y_{\text{true}} = X_7 \cdot R_{\text{true},7}$$

式中：Y_{true}——受体悬浮颗粒物中 7 种磷形态含量向量；X₇——7 个源（6 个已知源+1 个未知源）的磷形态含量矩阵（7×7）；R_{true, 7}——7 个源的真实贡献率向量（7×1）。实际应用时，模型仅输入 6 个已知源的成分谱矩阵 X₆，以模拟未知源未被识别的情形。

9.2.4 未知源贡献率设置

压力测试中未知源的贡献率统一设定为 15%。为确定方法可接受误差的边界，进一步开展未知源敏感度分析，扫描 5%、10%、

15%、20%四档贡献比例。

在含未知源情形下，评估采用两种贡献率定义：

(1) 相对贡献率：模型 6 源输出归一化至 100%，代表模型视角下 6 个已知源构成的"表观"贡献；

(2) 绝对贡献率：相对贡献率乘以(1-未知源比例)，代表扣除未知源后各已知源对受体的真实占比。

9.2.5 蒙特卡洛参数

单次蒙特卡洛迭代参数如下：目标接受解数 target_accept=200；Step 1 和 Step 2 最大尝试次数均为 20000；每次迭代对源成分谱矩阵 X 和受体谱向量 Y 施加 5%对数正态随机噪声。

9.3 准确性评估方法

9.3.1 相对误差

采用平均相对误差（Mean Relative Error, RE）评估模型预测贡献率与真实贡献率的偏离程度：

$$RE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{R_{i,\text{pred}} - R_{i,\text{true}}}{R_{i,\text{true}}} \right|$$

式中： $R_{i,\text{pred}}$ ：第 i 个污染源的模型预测贡献率； $R_{i,\text{true}}$ ：第 i 个污染源的
真实贡献率； n ：污染源个数。RE 越小，表明模型预测越接近真实值。

9.3.2 源-汇角色判定

本标准采用"源-汇"两步法识别底泥的环境角色：

(1) Step 1：全局优化求解化学质量平衡方程，获取底泥贡献率 R_{sed} 的初始估计；

(2) Step 2：根据 R_{sed} 的符号和阈值判定角色——当 $R_{\text{sed}} > +0.05$ 时判定为源（source），当 $R_{\text{sed}} < -0.05$ 时判定为汇（sink），

当 $|R_sed| \leq 0.05$ 时判定为中性。

角色判定正确率（Role Accuracy）作为方法可靠性的首要指标。

本标准采用均方根相对误差（Root Mean Square Relative Error, RMSRE）作为方法可接受性的判定阈值：

$$RMSRE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{R_{i,pred} - R_{i,true}}{R_{i,true}} \right)^2}$$

当 $RMSRE < 0.60$ 时，认为溯源结果可接受；当 $RMSRE \geq 0.60$ 时，表明模型拟合不佳，结果仅作参考。

9.4 基准验证结果（无未知源）

在无噪声的理想条件下，基于 SLSQP 优化算法直接求解化学质量平衡方程的逆问题，6 个场景全部正确恢复真实贡献率：

表 3 基准验证单次解析结果（无未知源）

场景	底泥角色	RE	角色判定
B1~B3	源	$(1.1\sim3.6)\times10^{-7}$	6/6 正确
B4~B6	汇	$(2.7\sim3.3)\times10^{-7}$	6/6 正确

单次解析平均 $RE = 2.9 \times 10^{-7}$ ，表明本标准两步法的数学框架完全正确，无外部干扰时可完美恢复真实贡献率。

在引入 5%对数正态噪声后，蒙特卡洛模拟结果如表 4 所示。结果显示，源场景 RE 范围为 0.130~0.138，汇场景 RE 范围为 0.031~0.100，6 个场景全部角色判定正确，平均 $RE=0.153$ 。表明在无未知源干扰时，本方法能够可靠地恢复真实贡献率。

表 4 基准验证蒙特卡洛解析结果（无未知源）

场景类型	RE 范围	角色正确率	备注
源	0.130~0.138	3/3	全部正确
汇	0.031~0.100	3/3	全部正确

9.5 压力测试结果（含 15%未知源）

9.5.1 单次解析与蒙特卡洛解析结果

在含 15%未知源的压力测试中，单次解析结果如表 5 所示。源场景 RE 范围为 0.475~0.664，汇场景 RE 范围为 0.336~0.433，6 个场景全部角色判定正确。与基准验证相比，RE 显著升高，主要源于未知源贡献被部分归因于已知源。

表 5 压力测试单次解析结果（含 15%未知源）

场景类型	RE 范围	角色正确率	备注
源	0.475~0.664	3/3	全部正确
汇	0.336~0.433	3/3	全部正确

表 6 压力测试蒙特卡洛解析结果（含 15%未知源）

场景类型	RE 范围	角色正确率	备注
源	0.316~0.482	3/3	全部正确
汇	0.300~0.414	3/3	全部正确

9.5.2 各源贡献率对比分析

以 S1（源, c1）为例，模型预测贡献率与真实值对比如下：

以 S1 场景（源,c1）为例，模型预测贡献率与真实值对比如表 7 所示。城区表层土壤被系统性低估（偏差-13.55 百分点偏差），因其与未知源成分谱相似度较高；城市内河底泥被高估（偏差+10.47 百分点偏差），部分未知源贡献被归因于底泥。

表 7 压力测试各源贡献率对比（MC 结果，S1 场景）

污染源	真值	模型预测	偏差（pp）
道路沉积颗粒物	9.41%	16.30%	+6.89
雨水管网沉积物	25.70%	22.96%	-2.74
城区表层土壤	13.55%	0.00%	-13.55
河岸带表层土	9.04%	10.00%	+0.96
农田表层土壤	5.64%	3.61%	-2.03

城市内河底泥	21.66%	32.13%	+10.47
--------	--------	--------	--------

注：pp = percentage point，百分点偏差。

9.6 未知源敏感度分析

为确定"可接受误差"的边界，对未知源贡献比例进行 4 档扫描，蒙特卡洛模拟结果汇总如下：

中性场景限制说明：验证结果表明，当底泥真实贡献率接近零（中性场景， $|R_{sed}| \leq 0.05$ ）时，方法在含未知源条件下角色判断不稳定（3 个中性场景全部被误判为 source）。这是"底泥贡献接近零"这一极端场景的固有限制，非算法缺陷。建议在实际应用中，当底泥贡献率判定为中性时，在结果报告中标注"底泥贡献极小时源解析结果不稳定，建议谨慎解读"。

为确定"可接受误差"的边界，对未知源贡献比例进行 4 档（5%、10%、15%、20%）扫描，蒙特卡洛模拟结果如表 8 所示。结果显示，源/汇场景在未知源 $\leq 10\%$ 时 $RE < 0.30$ （可半定量），未知源 $> 10\%$ 时误差过大；中性场景在任何未知源比例下均失败。

表 8 未知源敏感度分析结果

未知源比例	源 RE	汇 RE	全部平均 RE	角色正确率
5%	0.119	0.151	0.135	6/6
10%	0.269	0.243	0.256	6/6
15%	0.449	0.358	0.404	6/6
20%	0.513	0.458	0.486	6/6

十、应用案例

为验证本标准规定的技术路线在实际水环境中的适用性，标准编制组选取了两个典型研究区域开展应用示范：一是代表流域尺度的东江流域（自然河流悬浮颗粒物），二是代表城市湿地尺度的海珠湿地（城市内河悬浮颗粒物）。两个案例覆盖了不同空间尺度和水系

统类型，能够全面检验方法的普适性和可靠性。

10.1 研究区域概况

（1）东江流域（自然河流悬浮颗粒物）：东江是珠江流域三大水系之一，干流全长约 562 km，流域面积约 35340 km²。本研究在东江流域干流及主要支流共布设 41 个采样点位，涵盖上游、中游、下游及河网区等不同河段，采集了自然河流悬浮颗粒物样品及各类污染源样品。

（2）海珠湿地（城市内河悬浮颗粒物）：海珠湿地位于广州市海珠区，是珠三角河网湿地的典型代表，水域面积约 8.5 km²。本研究在海珠湿地核心水域及周边河涌共布设了 24 个采样点位，采集了城市内河悬浮颗粒物样品及各类污染源样品。

10.2 采样与分析方法

按照本标准规定的方法，在两个研究区域分别开展了系统性的样品采集和磷形态分析：

（1）水体悬浮颗粒物采样：采用孔径 0.45 μm 的混合纤维素酯滤膜现场过滤水样，单次采样量不少于 5 L，悬浮物浓度较低时应不少于 10~20 L。采样点位覆盖研究区域的主要水系，同步监测水温、pH、溶解氧等常规水质指标。

（2）污染源样品采集：按照本标准第八章的规定，同步采集了道路沉积颗粒物、雨/污水管网沉积物、城区表层土壤、河岸带表层土、农田表层土壤和自然河流底泥（NR-BS）/城市内河底泥等 6 类污染源样品。

（3）磷形态分析：采用改进的 SEDEX 法测定各样品中 7 种磷形态含量，包括 Ex-P、Al-P、Fe-P、Oc-P、Ca-P、De-P 和 POP。

10.3 结果与讨论

10.3.1 东江流域（自然河流悬浮颗粒物）

采用本标准规定的方法对东江流域自然河流悬浮颗粒物进行定量源解析，结果如表 9 所示。RMSRE=0.28，远低于可接受阈值（0.60），结果可靠。

表 9 东江流域自然河流悬浮颗粒物源解析结果

污染源	贡献率（%）	95%置信区间（%）
道路沉积颗粒物	2.7	[0.0, 8.1]
雨水管网沉积物	0.0	[0.0, 0.0]
城区表层土壤	0.0	[0.0, 0.0]
河岸带表层土	0.0	[0.0, 0.0]
农田表层土壤	47.1	[38.5, 55.7]
自然河流底泥	49.0	[40.2, 57.8]
未知源	1.2	[0.0, 5.3]

注：贡献率为蒙特卡洛模拟中位数；RMSRE = 0.28，远低于可接受阈值（0.60），结果可靠。

结果显示，东江流域自然河流悬浮颗粒物中磷污染呈现"双主导"特征[13]：农田表层土壤贡献率为 47.1%（95% CI: 38.5%~55.7%），自然河流底泥（NR-BS）贡献率为 49.0%（95% CI: 40.2%~57.8%），二者合计贡献超过 96%。道路沉积颗粒物贡献率为 2.7%，其余外源（雨水管网沉积物、城区表层土壤、河岸带表层土）贡献率均接近于零。

源-汇角色判定结果表明，自然河流底泥（NR-BS）在东江流域扮演"源"的角色（ $R_{sed} = +0.49 > +0.05$ ），表明底泥中的磷正在向水体释放，是河流磷负荷的重要内源贡献者。这一结果与东江流域农业面源污染严重、底泥磷富集程度高的实际情况相符。

10.3.2 海珠湿地（城市内河悬浮颗粒物）

采用同样方法对海珠湿地城市内河悬浮颗粒物进行定量源解析，结果如表 10 所示。RMSRE=0.22，远低于可接受阈值（0.60），结果可靠。

表 10 海珠湿地城市内河悬浮颗粒物源解析结果

污染源	贡献率 (%)	95%置信区间 (%)
道路沉积颗粒物	3.5	[0.0, 10.2]
雨水管网沉积物	0.0	[0.0, 0.0]
城区表层土壤	0.0	[0.0, 0.0]
河岸带表层土	0.0	[0.0, 0.0]
农田表层土壤	0.0	[0.0, 0.0]
城市内河底泥	95.4	[88.6, 99.1]
未知源	1.1	[0.0, 4.8]

注：贡献率为蒙特卡洛模拟中位数；RMSRE = 0.22，远低于可接受阈值（0.60），结果可靠。

结果显示，海珠湿地城市内河悬浮颗粒物中磷污染呈现"内源绝对主导"特征[13]：城市内河底泥贡献率高达 95.4%（95% CI: 88.6%~99.1%），表明底泥磷释放是城市内河磷污染的首要来源。道路沉积颗粒物贡献率为 3.5%，其余外源贡献率均接近于零。

源-汇角色判定结果表明，城市内河底泥在海珠湿地扮演"源"的角色（ $R_{sed} = +0.95 > +0.05$ ），底泥磷释放极为强烈。这与城市内河受限于水动力条件差、水体交换缓慢、底泥长期缺氧导致磷释放加剧的特点高度一致。

10.3.3 方法适用性对比分析

两个应用案例的 RMSRE 分别为 0.28（东江流域）和 0.22（海珠湿地），均远低于本标准规定的可接受阈值（0.60），验证了方法的技术可靠性和适用性。同时，两个案例揭示了不同水系统类型下磷污染来源结构的显著差异：

（1）流域尺度自然河流：磷污染源相对复杂，农田表层土壤和自然河流底泥双主导，反映了农业面源污染与底泥内源释放的共同驱动；

（2）城市尺度湿地：磷污染源高度集中，城市内河底泥绝对主导（>95%），外源输入占比极低，表明城市内河的磷污染控制应以底泥治理为核心。

上述差异证明了本标准在差异化精准治理中的应用价值——通过定量解析不同水系统的磷来源结构，可为制定针对性的污染控制策略提供科学依据。

附表

《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》征求意见采纳情况表（待征求意见工作完成后填写）

《水体悬浮颗粒 磷来源解析技术规范 随机方法和磷形态指纹法》专家意见采纳情况

参考文献

- [1] Penuelas J, Sardans J. The global nitrogen-phosphorus imbalance[J]. Science, 2022, 375(6578): 266-267.
- [2] Dai Y, Yang S, Zhao D, et al. Coastal phytoplankton blooms expand and intensify in the 21st century[J]. Nature, 2023, 619(7971): 869-877.
- [3] 王建龙, 王泽熙, 李晗, 等. 雨水管道沉积物累积对过流能力影响的模拟试验[J]. 环境工程技术学报, 2022, 12(3): 732-737.
- [4] 王哲, 王丽玲, 王雅娟, 等. 受污染城市河道沉积物磷吸附特征及其影响因素[J]. 环境工程学报, 2023, 17(7): 2412-2423.
- [5] Hong N, Yang B, Tsang D C, et al. Comparison of pollutant source tracking approaches: Heavy metals deposited on urban roads[J]. Environmental Pollution, 2021, 278: 116851.
- [6] Bai X, Ding S, Fan C, et al. Organic phosphorus species in surface sediments of a large, shallow, eutrophic lake, Lake Taihu, China[J]. Environmental Pollution, 2009, 157(8-9): 2507-2513.

- [7] 生态环境部. 重点流域水生态环境保护规划[Z]. 2022.
- [8] 广州市人民政府. 关于禁止销售和使用磷含量超过规定标准的洗涤用品的通告[Z]. 穗府规〔2025〕1号, 2025.
- [9] Li Y, Liu Y, Yu S P, et al. Vigilance against climate change-induced regime shifts for phosphorus restoration in shallow lake ecosystems[J]. *Water Research*, 2025, 278: 123397.
- [10] Kalmykova Y, Harder R, Borgstedt H, et al. Pathways and management of phosphorus in urban areas[J]. *Journal of Industrial Ecology*, 2012, 16(3): 374-385.
- [11] Zhu M, Zhu G, Li W, et al. Estimation of the algal-available phosphorus pool in sediments of a large, shallow eutrophic lake (Taihu, China) using profiled SMT fractional analysis[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 173: 216-223.
- [12] Schindler D W, Carpenter S R, Chapra S C, et al. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(17): 8923-8929.
- [13] 郑龙博. 城市流域水体磷污染特征及来源解析研究[D]. 广州: 广东工业大学, 2025.
- [14] He X, Han W, Chen Q, et al. Internal loading regulates the phosphorus concentration in a diversion input shallow lake in the semi-humid region of North China: Differentiated processes in littoral and pelagic areas[J]. *Water Research*, 2023, 248: 120859.
- [15] 生态环境部. 美丽河湖保护与建设行动方案(2025—2027年)[Z]. 2025.
- [16] Upadhyay P, Linhoss A, Kelble C, et al. Applications of the SWAT model for coastal watersheds: Review and recommendations[J]. *Journal of Hydrology*, 2018, 558: 460-472.
- [17] Ruban V, Lopez-Sanchez J F, Pardo P, et al. Harmonized protocol and certified reference material for the determination of extractable contents of phosphorus in freshwater sediments[J]. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 2001, 370(2-3): 224-228.
- [18] Hu Y, Chen M, Pu J, et al. Enhancing phosphorus source apportionment in watersheds through species-specific analysis[J]. *Water Research*, 2024, 253: 121262.
- [19] McCabe K M, Smith E M, Lang S Q, et al. Particulate and dissolved organic matter in stormwater runoff influences oxygen demand in urbanized headwater

- catchments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(15): 10412-10422.
- [20] Yang Y, Li J, Huang Q, et al. Performance assessment of sponge city infrastructure on stormwater outflows using isochrone and SWMM models[J]. *Journal of Hydrology*, 2021, 597: 126151.
- [21] Zhang R, Yin A, Gao C. Sediment phosphorus fraction and release potential in the major inflow rivers of Chaohu Lake, Eastern China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2019, 78: 1-10.
- [22] Huang J, Zhang Y, Bing H, et al. Characterizing the river water quality in China: Recent progress and on-going challenges[J]. *Water Research*, 2021, 201: 117309.
- [23] Yuan H, Wang H, Dong A, et al. Tracing the sources of phosphorus in lake at watershed scale using phosphate oxygen isotope ($\delta^{18}\text{O}_\text{P}$)[J]. *Chemosphere*, 2022, 305: 135382.
- [24] 苏鹏, 陆达伟, 杨学志, 等. 非传统稳定同位素在大气颗粒物溯源中的应用[J]. *中国科学: 化学*, 2018, 48(10): 1163-1170.
- [25] 杨小红, 张瑞雪, 王敬富, 等. 磷酸盐氧同位素示踪环境中磷的来源与转化: 原理, 方法与应用[J]. *地球与环境*, 2021, 49(3): 325-335.
- [26] Huang T, Wang J, Xu Z, et al. Phosphate oxygen isotope in river sediments and its potential sources in Chaohu watershed, China[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2022, 22(5): 1585-1596.
- [27] Zhang J X, Jin X, Yang J, et al. Multiscale quantitative identification of P sources in a watershed during the rainy season using a phosphate oxygen isotope[J]. *ACS EST Water*, 2025, 5(2): 786-799.
- [28] Liu Q, Liu S, Zhao H, et al. The phosphorus speciations in the sediments up-and down-stream of cascade dams along the middle Lancang river[J]. *Chemosphere*, 2015, 120: 653-659.
- [29] Zhang S, Xu H, Lu K, et al. New insights into pollution source analysis using receptor models: Effects of interaction between heavy metals and DOM on source identification and apportionment in river sediments[J]. *Water Research*, 2023, 243: 120422.
- [30] Zou L, Liu Y, Wang Y, et al. Assessment and analysis of agricultural non-point source pollution loads in China: 1978-2017[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 263: 110400.
- [31] Hong N, Zhu P, Liu A, et al. Using an innovative flag element ratio approach to

- tracking potential sources of heavy metals in urban road deposited sediments[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 261: 114230.
- [32] Hong N, Zhu P, Liu A, et al. Using an innovative flag element ratio approach to tracking potential sources of heavy metals on urban road surfaces[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 243: 410-417.
- [33] Hong N, Guan Y, Yang B, et al. Quantitative source tracking of heavy metals contained in urban road deposited sediments[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 393: 122362.
- [34] Dolph C L, Boardman E, Danesh-Yazdi M, et al. Phosphorus transport in intensively managed watersheds[J]. *Water Resources Research*, 2019, 55(11): 9148-9172.
- [35] Ruttenberg K C. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments[J]. *Limnology and Oceanography*, 1992, 37(7): 1460-1482.
- [36] 朱广伟, 秦伯强. 沉积物中磷形态的化学连续提取法应用研究[J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22(3): 4.
- [37] Ni Z, Wang S, Wu Y, et al. Response of phosphorus fractionation in lake sediments to anthropogenic activities in China[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 699: 134242.
- [38] Pu J, Ni Z, Wang S. Characteristics of bioavailable phosphorus in sediment and potential environmental risks in Poyang Lake: The largest freshwater lake in China[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 115: 106408.
- [39] Bai J, Yu L, Ye X, et al. Dynamics of phosphorus fractions in surface soils of different flooding wetlands before and after flow-sediment regulation in the Yellow River Estuary, China[J]. *Journal of Hydrology*, 2018, 557: 815-825.
- [40] Katsaounos C Z, Giokas D L, Leonardos I D, et al. Speciation of phosphorus fractionation in river sediments by explanatory data analysis[J]. *Water Research*, 2007, 41(2): 406-418.